

MONITORIZAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA NA ESCOLA SUPERIOR AGRÁRIA DE COIMBRA

Carla S. FERREIRA

Engenheira do Ambiente, CERNAS, Escola Superior Agrária de Coimbra, Bencanta, 3040-316 Coimbra, cferreira@esac.pt

Joana M. DIAS

Engenheira do Ambiente, CERNAS, Escola Superior Agrária de Coimbra, Bencanta, 3040-316 Coimbra, jdias@esac.pt

Isabel HERDER

Mestre em Tecnologias do Ambiente, CERNAS, Escola Superior Agrária de Coimbra, Bencanta, 3040-316 Coimbra, iherder@esac.pt

Maria L. COSTA

Mestre em Biotecnologia, CERNAS, Escola Superior Agrária de Coimbra, Bencanta, 3040-316 Coimbra, mlcosta@esac.pt

António D. FERREIRA

Doutor em Ciências Aplicadas e Ambiente, CERNAS, Escola Superior Agrária de Coimbra, Bencanta, 3040-316 Coimbra, aferreira@esac.pt

Resumo

A ESAC, pelas suas características enquanto Instituição de ensino e pelo funcionamento da sua exploração agro-pecuária, é um potencial foco de perturbações no meio ambiente. Uma vez que a Instituição usufrui da água subterrânea nas suas actividades, torna-se relevante conhecer a sua qualidade e identificar os possíveis impactes ambientais causados pelas actividades agro-pecuárias e aplicação de fertilizantes.

Neste sentido, realizaram-se oito campanhas de amostragem no período 2004/2006, tendo-se caracterizado a água subterrânea do ponto de vista físico – químico e microbiológico em dois poços e dois furos.

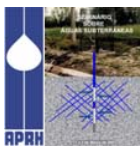
Num dos poços monitorizados, localizado perto das instalações pecuárias da ESAC, registaram-se valores de nitratos acima do estipulado no DL N° 243/2004, referente a água para consumo humano, bem como do VMR para águas destinadas a rega (DL N° 236/98). No entanto, estas águas podem ser utilizadas para este fim, desde que a quantidade de azoto aplicado seja contabilizada no balanço de nutrientes a aplicar ao solo.

Nos restantes pontos de amostragem, o valor médio dos parâmetros físico-químicos avaliados foi inferior ao VMA fixado na legislação para água de consumo humano. Contudo, a carga relativamente elevada de alguns parâmetros microbiológicos indicou uma contaminação de origem fecal. Por outro lado, os teores elevados de metais pesados revelaram que esta água não poderá ser utilizada directamente para aquele fim.

Os resultados obtidos apontam para a necessidade da Instituição aplicar medidas de minimização dos impactes ambientais sobre estes recursos hídricos, através duma melhor gestão dos resíduos pecuários, da utilização de adubos azotados e das técnicas de rega.

Palavras-chave: águas subterrâneas, qualidade da água





1 - INTRODUÇÃO

A água é um elemento essencial à vida e à actividade humana, apresentando-se como o suporte dos ecossistemas. Deste modo, ao longo do tempo e com o crescimento da população, o seu consumo aumentou drasticamente, o que está também relacionado com o desenvolvimento industrial e agrícola.

Contudo, a água encontra-se na natureza associada a diversas substâncias, que afectam a sua qualidade e que condicionam os seus usos potenciais. Neste sentido, o planeamento e gestão dos recursos hídricos deve contemplar não apenas uma avaliação da quantidade de água disponível mas também da sua qualidade, parâmetro que caracteriza a sua adaptabilidade ao uso para determinados fins. Só assim se pode conseguir uma avaliação dos recursos disponíveis (MENDES e OLIVEIRA, 2004).

A incessante busca de água e a degradação da qualidade dos usuais meios de abastecimento das populações, nomeadamente através do contacto com águas residuais, tem vindo a promover o crescente interesse pelas águas subterrâneas. Por exemplo, em França 60% do consumo humano é promovido pelas águas subterrâneas (CAUSAPE *et al.*, 2006); na região meridional de Inglaterra, esta fonte de água supre 80% das necessidades públicas (LAPWORTH e GOODDY, 2005), enquanto que em Itália mais de 85% da água de consumo é extraída a partir de aquíferos (ONORATI *et al.*, 2006). Deste modo, a protecção das águas subterrâneas deve deixar de ser considerada apenas como prioridade ambiental, para ser também considerada de importância socio-económica e política (ONORATI *et al.*, 2006).

As águas subterrâneas, apesar de se encontrarem menos susceptíveis à contaminação do que as águas superficiais, uma vez poluídas, podem gerar processos praticamente irreversíveis, sendo a sua posterior descontaminação muito difícil. Por outro lado, os custos de prevenção são cerca de 10 a 20 vezes inferiores aos necessários para limpar e regenerar um aquífero poluído (RASULA, 2000). Neste sentido, a qualidade das águas subterrâneas tem vindo a ser monitorizada, de modo a avaliar a pressão que esta fonte tem vindo a sofrer como resultado da elevada densidade populacional, da indústria e da agricultura (ONORATI *et al.*, 2006).

De entre as principais fontes de contaminação das águas subterrâneas, a agricultura (associada ao uso intensivo de fertilizantes e pesticidas) tem vindo a ser reconhecida como um problema ambiental de importância crescente em muitos países desenvolvidos (BROERS, 2004; CAUSAPE *et al.*, 2006).

Desde o início dos anos noventa, apesar de todos os esforços da União Europeia para combater a contaminação das águas através de práticas agrícolas, a poluição por nitratos foi considerada pela Agencia Ambiental Europeia como uma área em progresso, tendo sido criada a Directiva Nitratos (91/676/EEC). De facto, entre 1996 e 1998 cerca de 40% da monitorização das águas subterrâneas da União Europeia registou concentrações de nitratos acima dos 25 mgNO₃⁻ L⁻¹, e 20% excedia os limites de 50 mg NO₃⁻ L⁻¹ para o consumo de água (STIGTER *et al.*, 2005). Em Portugal, análises efectuadas em vários poços do Ribatejo e Beira Litoral, entre 1996 e 2000, revelaram que 43% apresentam concentrações acima de 25 mg NO₃⁻ L⁻¹ e 32% excedem o valor permitido para água de consumo. No distrito de Lisboa, estas percentagens correspondem a 26% e 15%, respectivamente. Na província Alentejana, várias campanhas de amostragem mostram que mais de 75% das amostras analisadas entre 1997 e 2000 são impróprias para consumo (STIGTER *et al.*, 2005).

De modo a avaliar a qualidade das suas fontes de água subterrânea e a identificar possíveis impactes ambientais causados pelas actividades agro-pecuárias, especificamente ligadas à pecuária intensiva e extensiva e à aplicação de fertilizantes azotados, a Escola Superior Agrária de Coimbra (ESAC) tem vindo a desenvolver diversas campanhas de monitorização, cujos resultados são objecto deste trabalho.



2 - DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A ESAC localiza-se no centro de Portugal, na província da Beira Litoral. Está situada a uma altitude entre 40°13'24"N e 40°12'6"N e, a uma longitude de 8°27'34"W e 8°30'3"W. Esta Instituição ocupa uma área de 142 ha, inseridos na freguesia de São Martinho do Bispo, a sudeste da cidade de Coimbra.

O espaço da escola abrange áreas florestais, que incluem algumas áreas de lazer, agrícolas e uma área para infra-estruturas e equipamentos, dos quais se salienta a área dos serviços, oficinas e pequenos espaços industriais, bem como o Instituto Superior de Contabilidade e Administração (figura 1).

Dentro deste vasto espaço, para além das actividades pedagógicas, realizam-se outras actividades, nomeadamente industriais, agrícolas e pastoris. Assim, existe uma unidade de produção de lacticínios e de produtos hortofrutícolas. No espaço agrícola promove-se a produção de muitas culturas, nomeadamente de milho, trigo, vinha e pastagens. Existe produção de gado, do qual se salienta os bovinos, caprinos, coelhos, cavalos, porcos e galinhas.

Os terrenos da escola são essencialmente constituídos por podzóis associados a câmbissolos êutricos, que são atravessados, de Norte para Sul, pela Ribeira dos Covões, e os que se localizam mais a norte prolongam-se até às margens do Rio Mondego. Toda esta zona é rica em aquíferos subterrâneos, do tipo aquífero livre, cujo suporte litológico é constituído por formações porosas.

O espaço da ESAC está inserido na região macroclima Mediterrânico, com uma temperatura média anual de +14,9°C, precipitação média anual de 979 mm e elevados valores de humidade relativa (80%).

3 - METODOLOGIA

3.1 Amostragem

A avaliação da qualidade das águas subterrâneas da ESAC foi levada a cabo através da realização de oito campanhas de amostragem, efectuadas entre 2004 e 2006 (Março, Junho e Dezembro de 2004, Abril, Junho e Dezembro de 2005 e, Março e Julho de 2006). Os pontos de amostragem foram os dois poços (P1 e P2) e dois furos (F3 e F7) situados nos terrenos da ESAC (figura 2).

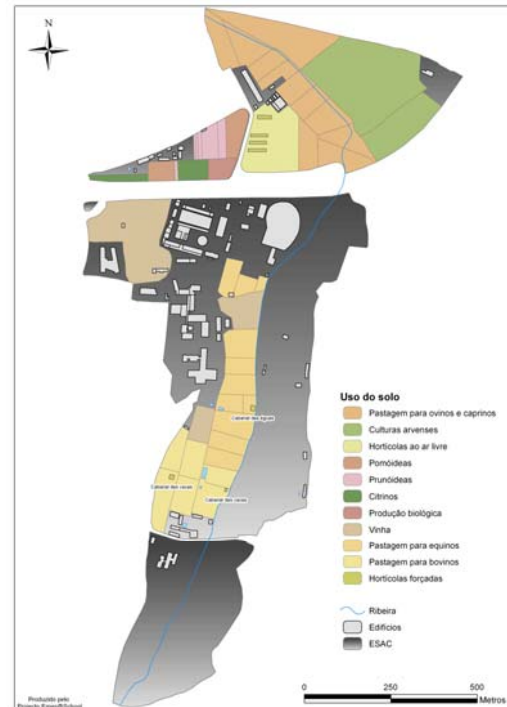


Figura 1 Planta de usos de solo actuais da ESAC

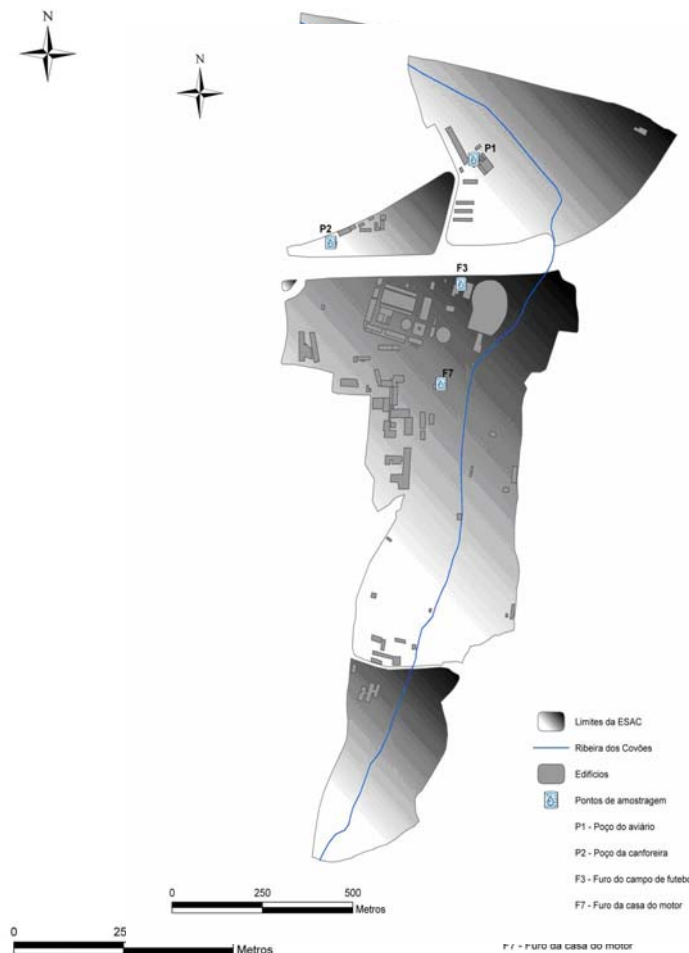


Figura 2 Localização dos pontos de amostragem de água subterrânea na ESAC

A amostragem (tipo simples) foi efectuada após deixar correr água durante 15 minutos a fim de se obter amostras representativas, posteriormente transportadas para o laboratório em mala térmica e submetidas a conservação para alguns parâmetros físico-químicos, para posterior análise. De salientar, os cuidados de assepsia necessários para a colheita de amostras para análise microbiológica.

3.2 Monitorização da qualidade da água

A monitorização da qualidade das águas subterrâneas foi efectuada através de numerosos parâmetros físico-químicos (incluindo metais pesados e pesticidas) e microbiológicos. Contudo, durante a fase de colheita de amostras foram determinados, no campo, os parâmetros imediatos (temperatura, pH, sólidos totais dissolvidos, oxigénio dissolvido e condutividade) com recurso a equipamento portátil (Modelo HACH - Sension Portable Case) previamente calibrado.

As metodologias utilizadas na análise da maioria dos parâmetros físico-químicos definidos foram as descritas no “Standard Methods” (APHA, AWWA, WEF, 1998), apesar da análise dos pesticidas ter sido subcontratadas a um laboratório externo. Os metais foram analisados após digestão (incineração e dissolução em ácido nítrico), por espectrofotometria de absorção atómica de chama (marca PerkinElmer, modelo AAnalyst 300).

A caracterização microbiológica da qualidade da água foi efectuada com base em indicadores microbiológicos clássicos, tendo as análises sido iniciadas num período máximo de 6 horas após a colheita. A quantificação de coliformes totais, coliformes termotolerantes, e estreptococos fecais foi executada através da técnica do número mais provável (NMP), tendo por base a norma portuguesa



NP-2164. Utilizaram-se os seguintes meios selectivos: meio verde brilhante com sais de bilis para a quantificação de coliformes totais e termotolerantes e meio Bagg para a quantificação de estreptococos fecais.

3.3 Metodologia de análise de resultados

Os resultados da monitorização são apresentados sob a forma de média e desvio padrão, incluindo-se os valores máximo e mínimo, obtidos para cada parâmetro em cada ponto de amostragem.

Os resultados das diversas campanhas de amostragem foram confrontados com a legislação em vigor no que respeita à qualidade de água para rega (praticada nos espaços ajardinados e agrícolas da ESAC) e para consumo humano (no sentido de averiguar a possibilidade de aproveitamento para este fim). O regime legal aplicável é o constante no DL N.º 243/2001 de 5 de Setembro e, DL N.º 236/98 de 1 de Agosto, através dos seguintes anexos:

- Anexo I - Qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano: A1 (águas subterrâneas);
- Anexo VI - qualidade da água para consumo humano;
- Anexo XVI - Qualidade das águas destinadas à rega.

De forma a verificar a possibilidade de influência sazonal nos resultados das amostragens recorreu-se a uma análise aglomerativa ("Cluster Analysis"), que agrupa as amostras de acordo com o seu grau de similaridade. Como medida da similaridade utilizou-se o coeficiente r de Pearson e, como método aglomerativo o UPGA ("Unweighted Pair-Group Average").

4 - APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

4.1 Qualidade físico-química

Os resultados da caracterização físico-química dos poços e furos da ESAC são apresentados na tabela 1.

Tabela 1 Resultados médios obtidos nas amostragens realizadas às águas subterrâneas (média \pm s; valores máximos e valores mínimos)

Parâmetros		P1	P2	F3	F7
T (°C)	x \pm s	17,0 \pm 2,2	17,4 \pm 3,4	19,0 \pm 1,1	17,4 \pm 1,8
	Máx.	20,8	24,2	20,4	19,2
	Min.	14,7	14,6	17,6	14,3
pH	x \pm s	6,6 \pm 0,3	6,6 \pm 0,2	7,0 \pm 0,3	7,1 \pm 0,4
	Máx.	7,1	6,9	7,4	7,7
	Min.	6,2	6,3	6,5	6,6
Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	x \pm s	185,7 \pm 95,8	120 \pm 17	248,5 \pm 93,4	107,6 \pm 60,3
	Máx.	389,7	138	432,2	154,9
	Min.	86,2	98	165,5	12,5
Dureza Total mg CaCO ₃ L ⁻¹	x \pm s	229,1 \pm 38,6	173,8 \pm 42	260,4 \pm 82,4	137,4 \pm 112,3
	Máx.	290,9	245,7	339,6	251,8
	Min.	182,5	117,3	161,5	0,0
Dureza Cálcica mg CaCO ₃ L ⁻¹	x \pm s	136,6 \pm 59,2	80,2 \pm 41,6	124,9 \pm 97,5	72,9 \pm 80,9
	Máx.	210,0	130,7	293,6	203,6
	Min.	62,2	27,6	27,1	0,0

Tabela 1 (cont.) Resultados médios obtidos nas amostragens realizadas às águas subterrâneas
(média \pm s; valores máximos e valores mínimos)

Parâmetros		P1	P2	F3	F7	
OD	(mg O ₂ L ⁻¹)	x \pm s	6,7 \pm 1,5	4,2 \pm 1,8	3,7 \pm 2,6	4,8 \pm 2,8
		Máx.	7,91	7,1	8,2	8,6
		Min.	3,75	2,5	1,1	1,8
	% Sat	x \pm s	58,1 \pm 14,8	39,5 \pm 16,1	32,3 \pm 19,9	52,0 \pm 30,3
		Máx.	82,3	66,9	66,9	89,9
		Min.	41,9	24,9	11,5	19,4
Condutividade (μ Scm ⁻¹)	x \pm s	586,1 \pm 88,6	467,3 \pm 39,8	744,7 \pm 50,9	393,2 \pm 256,9	
	Máx.	675,0	515,0	790,0	653,0	
	Min.	453,0	397,0	656,0	105,0	
TDS (mg L ⁻¹)	x \pm s	282,2 \pm 56,3	221,6 \pm 40,8	352,7 \pm 57,5	199,3 \pm 142,4	
	Máx.	383,0	279,0	424,0	344,0	
	Min.	221,0	165,6	272,0	39,5	
Turvação NTU	x \pm s	0,8 \pm 0,6	0,9 \pm 1,0	2,1 \pm 1,8	9,1 \pm 11,3	
	Máx.	2,0	3,0	5,0	28,0	
	Min.	0,03	0,03	0,0	0,3	
ST (mg L ⁻¹)	x \pm s	401 \pm 162	307 \pm 40	486 \pm 43	353 \pm 234	
	Máx.	532	349	562	747	
	Min.	22	228	419	77	
SV (%)	x \pm s	47 \pm 24	44 \pm 17	35 \pm 9	41 \pm 9	
	Máx.	93	62	49	52	
	Min.	19	16	20	26	
SST (mg L ⁻¹)	x \pm s	52 \pm 20	38 \pm 19	54 \pm 22	38 \pm 20	
	Máx.	77	60	87	58	
	Min.	11	10	18	7	
SSV (mg L ⁻¹)	x \pm s	38 \pm 31	39 \pm 29	46 \pm 25	45 \pm 37	
	Máx.	95	86	85	91	
	Min.	7	3	15	7	
Oxidabilidade (mg O ₂ L ⁻¹)	x \pm s	0,7 \pm 0,3	0,4 \pm 0,2	0,9 \pm 0,4	0,5 \pm 0,3	
	Máx.	1,2	0,7	1,5	0,9	
	Min.	0,2	0,2	0,4	0,0	
CQO (mg O ₂ L ⁻¹)	x \pm s	3,4 \pm 3,3	5 \pm 5	4 \pm 4	3 \pm 3	
	Máx.	9,0	13	10	7	
	Min.	0,0	0	0	30	
Azoto Amoniacal (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	x \pm s	0,02 \pm 0,01	0,02 \pm 0,02	0,54 \pm 0,62	0,03 \pm 0,03	
	Máx.	0,04	0,06	1,30	0,08	
	Min.	0,01	0,01	0,00	0,00	
Azoto Kjeldahl (mg N L ⁻¹)	x \pm s	0,41 \pm 0,36	0,26 \pm 0,28	0,92 \pm 0,59	0,21 \pm 0,15	
	Máx.	0,90	0,80	1,71	0,43	
	Min.	0,05	0,03	0,21	0,02	
Nitratos (mg N-NO ₃ ⁻ /L)	x \pm s	16,24 \pm 4,43	2,36 \pm 0,64	0,21 \pm 0,12	0,28 \pm 0,32	
	Máx.	26,29	3,16	0,37	0,82	
	Min.	12,08	1,70	0,02	0,00	

Tabela 1 (cont.) Resultados médios obtidos nas amostragens realizadas às águas subterrâneas (média \pm s; valores máximos e valores mínimos)

Parâmetros		P1	P2	F3	F7
Fósforo Total (mg P-PO ₄ ³⁻ L ⁻¹)	x \pm s	0,20 \pm 0,09	0,05 \pm 0,02	0,07 \pm 0,03	0,05 \pm 0,02
	Máx.	0,33	0,08	0,14	0,09
	Min.	0,06	0,01	0,04	0,02
Ortofosfatos (mg P-PO ₄ ³⁻ L ⁻¹)	x \pm s	0,13 \pm 0,08	0,02 \pm 0,01	0,04 \pm 0,04	0,02 \pm 0,01
	Máx.	0,22	0,03	0,13	0,03
	Min.	0,02	0,01	0,02	0,01
Cloretos (mgCl L ⁻¹)	x \pm s	26,2 \pm 7,8	33,7 \pm 7,2	40,1 \pm 5,3	32,9 \pm 18,1
	Máx.	38,8	44,6	46,8	59,7
	Min.	18,4	24,0	33,7	13,3
Sulfatos (mg S-SO ₄ ²⁻ L ⁻¹)	x \pm s	12,5 \pm 3,5	11,1 \pm 1,8	9,7 \pm 5,7	14,1 \pm 8,3
	Máx.	16,1	12,8	20,2	26,4
	Min.	6,0	8,2	4,7	3,5
Sulfuretos (mgS L ⁻¹)	x \pm s	1,2 \pm 1,6	1,4 \pm 1,74	1,3 \pm 1,5	1,5 \pm 1,6
	Máx.	3,6	3,8	3,6	3,6
	Min.	0,0	0,0	0,0	0,0
Sódio (mgNa L ⁻¹)	x \pm s	14,29 \pm 5,26	15,57 \pm 6,97	18,82 \pm 5,22	9,77 \pm 3,05
	Máx.	23,11	27,42	24,28	13,76
	Min.	9,22	8,84	13,88	6,47
Potássio (mgK L ⁻¹)	x \pm s	5,52 \pm 4,80	1,65 \pm 1,38	0,82 \pm 0,86	0,37 \pm 0,16
	Máx.	10,95	2,62	1,43	0,48
	Min.	1,83	0,68	0,22	0,26
Cálcio (mgCa L ⁻¹)	x \pm s	32,56 \pm 7,24	27,24 \pm 3,45	51,30 \pm 8,50	19,51 \pm 18,73
	Máx.	40,71	32,63	60,34	39,29
	Min.	21,50	24,26	39,83	1,43
Boro (mgB L ⁻¹)	x \pm s	0,1 \pm 0,2	0,1 \pm 0,2	0,1 \pm 0,2	0,1 \pm 0,2
	Máx.	0,7	0,6	0,4	0,4
	Min.	0,0	0,0	0,0	0,0
Magnésio (mgMg L ⁻¹)	x \pm s	16,52 \pm 4,28	14,92 \pm 2,99	12,09 \pm 7,12	10,48 \pm 10,40
	Máx.	23,48	19,01	18,48	21,10
	Min.	12,91	12,10	1,95	0,05
Ferro (mgFe L ⁻¹)	x \pm s	0,30 \pm 0,26	0,53 \pm 0,43	0,50 \pm 0,27	1,26 \pm 1,53
	Máx.	0,79	1,26	0,90	3,39
	Min.	0,10	0,14	0,17	0,10
Cobre (mgCu L ⁻¹)	x \pm s	0,15 \pm 0,11	0,19 \pm 0,20	0,34 \pm 0,28	0,10 \pm 0,04
	Máx.	0,33	0,52	0,77	0,18
	Min.	0,02	0,04	0,06	0,07

Os valores de pH, extremamente importantes na medida em que condicionam fortemente a solubilidade de muitos potenciais contaminantes, variaram entre 6,2 e 7,7 (valores mínimos ligeiramente abaixo do valor máximo recomendável (VMR) estabelecido para água de consumo (DL N° 243/2001). A percentagem média de oxigénio dissolvido na água foi inferior a 60%, atingindo os valores mais baixos nos pontos P2 (40%) e F3 (32%), onde se verificam maiores concentrações médias de matéria orgânica.

Relativamente aos parâmetros oxidabilidade, dureza, sólidos totais e boro os resultados estão dentro dos valores definidos para água para consumo e para rega. Contudo, as concentrações de cloretos e sulfatos, bem como de azoto total no poço P1, turvação nos dois furos e condutividade nos pontos P1, P2 e F3, ultrapassam os VMR's estabelecidos para água de consumo, enquanto que os sólidos em suspensão totais ultrapassam o VMR para rega (segundo o DL N° 236/98). Apesar dos cloretos serem necessários na alimentação humana, elevadas concentrações deste anião têm um efeito laxativo (MENDES e OLIVEIRA, 2004), enquanto que elevados níveis de sulfatos podem provocar desidratação e irritação gastrointestinal (STIGTER *et al.*, 2005).

Relativamente aos compostos de azoto, as concentrações médias de azoto amoniacal foram quase sempre elevadas no furo F3 (valor médio de 0,54 mgN-NH₄⁺ L⁻¹) ultrapassando o valor máximo admissível (VMA) imposto para a qualidade da água para consumo humano (0,4 mgN- NH₄⁺ L⁻¹; DL N° 243/2001) (Figura 3 a)). Segundo MENDES e OLIVEIRA (2004), as águas subterrâneas não apresentam, normalmente, teores elevados em azoto amoniacal, sendo valores elevados indício de eventuais processos de contaminação orgânica. De facto o ponto F3 é o que apresenta maiores valores de oxidabilidade, sendo um dos que apresenta maiores concentrações de CQO.

Os valores de azoto Kjeldahl encontram-se abaixo do limite legal aplicável (1 mgN L⁻¹) em todos os pontos, tendo-se verificado as concentrações mais altas no furo F3 (1,71mgN L⁻¹). A contaminação deste furo (F3) poderá ser proveniente da manutenção do campo futebol adjacente, onde se aplicam grandes quantidades de fertilizantes, facilmente lixiviados pelas grandes quantidades de água utilizada na rega do mesmo.

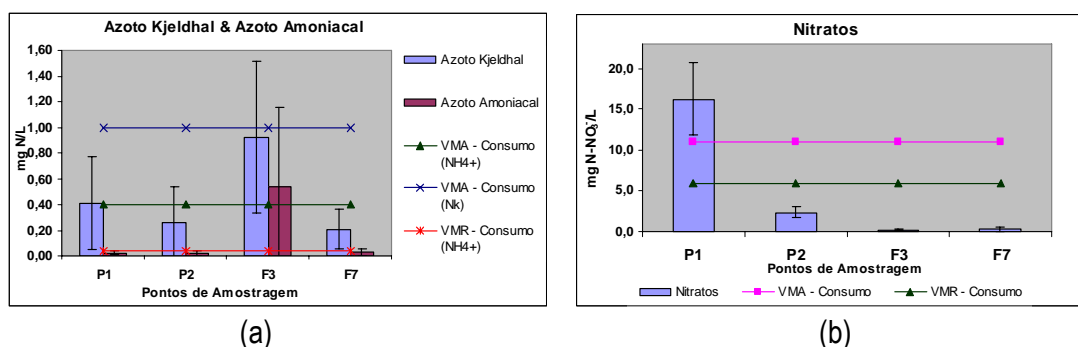


Figura 3 Valores médios das concentrações de azoto amoniacal e Kjeldahl (a) e nitratos (b)

Em relação à concentração de nitratos (Figura 3b)), constata-se que todos os pontos, com excepção do poço P1, apresentaram valores inferiores aos limites legais estabelecidos para este parâmetro. O ponto de amostragem P1 registou um valor médio de 16,24 mg N-NO₃⁻ L⁻¹, significativamente superior ao VMA estabelecido pelo DL N° 243/2001 para a qualidade da água para consumo humano (11mg N-NO₃⁻ L⁻¹). A presença de nitratos em concentrações elevadas na água para consumo humano pode originar problemas sanitários graves, nomeadamente no caso de bebés, que ainda não têm o sistema enzimático completamente desenvolvido, podendo originar a doença designada por “metahemoglobinémia infantil”, vulgarmente designada por síndrome do bebé azul (MENDES e OLIVEIRA, 2004).

A concentração de nitratos no ponto P1 situou-se também acima do VMR destinadas a Rega (11 mg N- NO₃⁻ L⁻¹, segundo DL N° 236/98). Apesar do teor de nitratos ultrapassar o VMR de água para rega, esta água pode ser aplicada para este fim, após uma avaliação do balanço de nutrientes a aplicar ao solo, visto que a água deste poço é actualmente utilizada para a rega dos campos hortícolas próximos.

A quantidade de nitratos presente nas águas subterrâneas é afectada pelos processos biogeoquímicos do solo. Contudo as elevadas concentrações de nitratos observadas podem resultar da

incorporação de matéria orgânica nitrogenada no solo, que em condições aeróbias sofre oxidação e mineralização microbiana, ou da incorporação de adubos azotados nas culturas associada a práticas agrícolas desadequadas, que resultam na lixiviação que posteriormente atinge as águas subterrâneas. Neste caso, situando-se o Poço P1 próximo de vários campos agrícolas (pastagens e hortícolas) pode-se suspeitar que as aplicações de fertilizantes, efectuadas à base de químicos ternários (N, K e P) durante a produção de hortícolas nestes campos, poderão ser a principal fonte de contaminação deste poço, em termos de nitratos. Para além da aplicação de fertilizantes existem também actividades de produção extensiva e intensiva de animais na zona envolvente.

As aplicações de fertilizantes referidas poderão também estar na origem das concentrações elevadas de fósforo total (valor médio de $0,20 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \text{ L}^{-1}$), acima do VMR definido para água de consumo ($0,10 \text{ mg P- PO}_4^{3-} \text{ L}^{-1}$). Contudo, o problema resultante da aplicação de fertilizantes fosfatados em termos da qualidade das águas subterrâneas é menos relevante, uma vez que a maior parte é assimilado ou retido pelas partículas do solo.

No que respeita aos cátions cálcio, magnésio e potássio, as amostras analisadas apresentam concentrações inferiores aos VMR e VMA estabelecidos para água para consumo. Contudo, relativamente ao sódio, apesar das concentrações ultrapassarem o VMR, estão abaixo do VMA de água para consumo (figura 4). Apesar deste elemento fazer parte da alimentação humana, elevadas concentrações no organismo podem provocar problemas cardiovasculares (MENDES e OLIVEIRA, 2004).

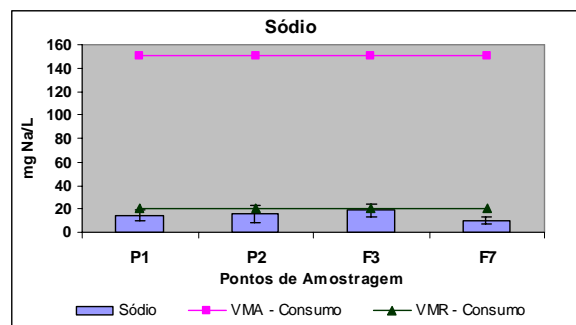
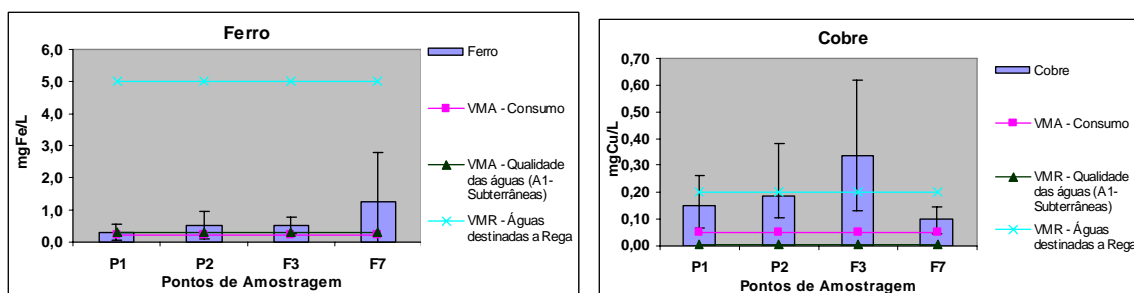


Figura 4 Valores médios das concentrações de sódio

Com base nas concentrações dos macronutrientes sódio, cálcio e magnésio, calculou-se a relação de adsorção de sódio ($P1= 0,5$; $P2=0,6$; $F3=0,6$ e $F7=0,4$), de acordo com o DL N° 236/98, tendo-se verificado que este valor é sempre muito inferior ao VMR (8) para águas destinadas a rega, pelo que não se prevêem alterações da estrutura do solo.

Os valores médios dos metais que, de uma forma mais relevante, contribuirão para a pior qualidade da água subterrânea são apresentados na figura 5.



(a) (b)
Figura 5 Valores médios nas fontes de água subterrâneas: a) ferro e b) cobre

A concentração de Ferro (Figura 3 a)) ultrapassou os valores limite estabelecidos pela legislação para a qualidade das águas para consumo humano, em todos os pontos de amostragem (DL Nº 243/2001). O ponto F7 foi o que atingiu concentrações mais elevadas ($3,39 \text{ mgFe L}^{-1}$). No que respeita aos valores impostos pela lei para a qualidade da água destinada a rega, nenhum dos valores registados ultrapassa este limite. Contudo, o VMA definido para a qualidade das águas subterrâneas é praticamente sempre ultrapassado em todos os pontos.

O parâmetro analítico cobre apresentou valores praticamente sempre acima do disposto pela lei para a qualidade de água para consumo ($0,05 \text{ mgCu L}^{-1}$). O ponto de amostragem F3 (Figura 3 b)) registou as concentrações mais elevadas, ultrapassando sempre o VMR para águas destinadas a rega ($0,200 \text{ mgCu L}^{-1}$), enquanto que apenas em algumas amostragens a qualidade das amostras colhidas nos poços ultrapassou este valor. A presença de metais pesados nas águas analisadas poderá resultar da possível contribuição do uso agrícola de fungicidas e herbicidas nos campos agrícolas (pastagens e hortícolas) que se localizam perto do aquífero.

Em qualquer um dos pontos de amostragem não foram detectados outros metais pesados para além dos constantes na Tabela 1 (Pb: LD = $0,154 \text{ mg L}^{-1}$, Ni: LD = $0,039 \text{ mg L}^{-1}$, Cd: LD = $0,010 \text{ mg L}^{-1}$, Zn: LD = $0,017 \text{ mg L}^{-1}$, Mn: LD = $0,016 \text{ mg L}^{-1}$, Co: LD = $0,107 \text{ mg L}^{-1}$ e Cr: LD = $0,022 \text{ mg L}^{-1}$). Relativamente aos valores de manganésio, zinco, chumbo, cádmio e crómio, as concentrações cumprem os parâmetros destinados a água de rega. No entanto, comparativamente aos VMR's destinados a água para consumo, não se podem tirar conclusões porque o limite de detecção (LD) do aparelho utilizado é superior ao VMR no caso do zinco e aos VMA's no caso do cádmio e chumbo apresentados no DL Nº 236/98.

Relativamente aos pesticidas apenas se monitorizou o ponto P1 durante as duas últimas campanhas de amostragem, na medida em que é o ponto que se encontra mais próximo das culturas onde se promove a aplicação de pesticidas. No entanto, as concentrações dos diversos pesticidas, incluindo compostos organoclorados e fosforados, foram todas inferiores a $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ para cada parâmetro analisado, de acordo com o VMA estabelecido para águas de consumo.

A comparação dos resultados das diversas amostragens foi obtida através duma análise aglomerativa, apresentada na Figura 6.

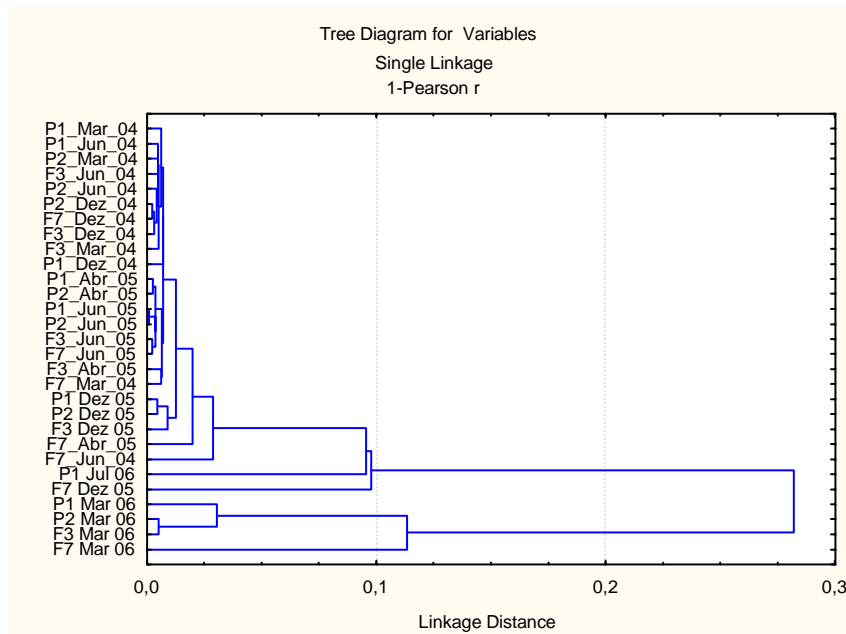


Figura 6 Resultado da aplicação do “Cluster Analysis” na comparação das diferentes amostragens realizadas durante 2004/2006



De acordo com a figura 6, verificou-se que as diferentes campanhas de amostragem se agrupam independentemente da origem da água subterrânea, não parecendo significativas as variações sazonais durante a maior parte do período de amostragem. Contudo, observam-se diferenças acentuadas na amostragem de Março de 2006, destacada num grupo à parte, que podem estar associadas à variação das condições climáticas, uma vez que esta campanha de amostragem foi efectuada durante um período de chuvas intensas. Assim, devem promover-se mais campanhas de amostragem, no sentido de averiguar se existe uma nítida variação sazonal na qualidade das águas subterrâneas.

4.2 Qualidade microbiológica

A caracterização microbiológica das águas subterrâneas não foi efectuada na primeira campanha de amostragem (Março de 2004), apresentando-se os resultados obtidos durante as restantes campanhas na tabela 2.

Tabela 2 Resultados obtidos nas análises microbiológicas

Parâmetro	Data	P1	P2	F3	F7
Teor microbiano total a 22°C (UFC /mL)	Junho/2004	$3,9 \times 10^2$	$> 3,0 \times 10^4$	-	$< 3,0 \times 10^1$
	Dezembro/2004	$2,6 \times 10^2$	$4,1 \times 10^1$	$1,0 \times 10^2$	< 1
	Junho/2005	< 30	< 30	$3,4 \times 10^2$	< 1
	Dezembro/2005	$1,4 \times 10^2$	$2,0 \times 10^2$	$9,6 \times 10^4$	-
	Março/2006	$1,5 \times 10^2$	$9,6 \times 10^3$	$2,9 \times 10^3$	< 30
	Julho/2006	$4,1 \times 10^3$	-	-	-
Teor microbiano total a 37°C (UFC/ mL)	Junho/2004	$3,2 \times 10^2$	$6,0 \times 10^3$	$6,0 \times 10^2$	$< 3,0 \times 10^1$
	Dezembro/2004	$3,3 \times 10^2$	$3,4 \times 10^1$	$1,2 \times 10^2$	< 1
	Abril/2005	$3,9 \times 10^1$	$4,6 \times 10^1$	-	-
	Junho/2005	< 30	< 30	$3,4 \times 10^2$	< 1
	Dezembro/2005	350	350	23	< 2
	Março/2006	300	25	-	-
Coliformes totais NPM/100mL	Junho/2004	920	540	< 2	5
	Dezembro/2004	≥ 2400	≥ 2400	8	< 2
	Abril/2005	49	23	< 2	< 2
	Junho/2005	33	2	< 2	< 2
	Dezembro/2005	350	350	23	< 2
	Março/2006	300	25	-	-
Coliformes termotolerantes NPM/100mL	Junho/2004	33	2	< 2	< 2
	Dezembro/2004	540	13	< 2	< 2
	Abril/2005	< 2	< 2	< 2	< 2
	Junho/2005	< 2	< 2	< 2	< 2
	Dezembro/2005	17	5	< 2	< 2
	Março/2006	300	25	-	-
Estreptococos fecais NPM/100mL	Junho/2004	13	31	< 2	< 2
	Dezembro/2004	350	27	< 2	< 2
	Abril/2005	5	2	< 2	< 2
	Junho/2005	< 2	< 2	< 2	< 2
	Dezembro/2005	49	350	< 2	< 2
	Março/2006	46	14	< 2	< 2
Julho/2006	< 2	-	-	-	-



De acordo com os resultados apresentados na tabela 2, a quantificação de coliformes totais, termotolerantes e estreptococos fecais forneceu valores mais elevados nos poços do que nos furos, em todas as campanhas de amostragem. Esta situação pode resultar da menor profundidade dos poços relativamente aos furos e do facto dos poços se encontrarem abertos e, portanto, sujeitos a contaminação não só por infiltração, mas também por escorrência.

Relativamente aos poços P1 e P2, há uma nítida melhoria da qualidade da água das campanhas de 2004 para as amostragens de 2005, que não se mantém nas análises de 2006. Nos furos F3 e F7, o NMP de coliformes totais, termotolerantes e estreptococos fecais foi quase sempre inferior a 2NPM/100 mL. Em todas as amostras analisadas a presença de coliformes termotolerantes é acompanhada pela presença de *Escherichia coli*, em teores praticamente equivalentes aos determinados para este grupo de coliformes (resultados não apresentados).

Uma vez que em todas as amostragens foram detectados e quantificados coliformes totais, e que não conseguimos garantir a ausência de coliformes e estreptococos fecais, não podemos afirmar que a qualidade microbiológica está de acordo com os limites definidos no DL N.º 243/2001, referente à qualidade microbiológica das águas para consumo humano. Por outro lado, a variação na quantidade de microrganismos contabilizados nas diversas amostragens revela que algumas das fontes de água subterrânea monitorizadas (F3 e F7) poderão vir a ser utilizados para a produção de água para consumo humano, mediante um tratamento adequado.

5 - CONCLUSÕES

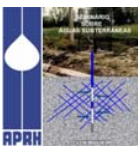
Da análise global dos resultados obtidos pode concluir-se que nenhuma das fontes de água subterrâneas (poços e furos) da ESAC apresentou qualidade para o consumo humano imediato, uma vez que alguns dos parâmetros analisados não cumprem o imposto no DL N.º 243/2001 e no DL N.º 236/98.

Constatou-se que o Poço P1 apresenta concentrações elevadas de nitratos. Este facto poderá não ser muito relevante aquando da sua aplicação para rega, se for tido em conta na aplicação de adubações azotadas ou se a rega não for intensiva. Analisando a qualidade do poço P2, concluiu-se que a sua qualidade é razoável quando aplicada na rega de culturas. O Furo F3 apresenta qualidade inferior, possivelmente causada pelas infiltrações resultantes do campo de futebol, sendo a situação mais problemática em termos dos compostos de azoto (amoniaco e Kjeldahl) e frequentemente devido à elevada concentração de cobre. A água do furo F7 possui uma qualidade razoável.

Quanto à qualidade microbiológica da água subterrânea existente no perímetro da ESAC, as amostras provenientes dos poços apresentaram teores mais elevados de coliformes totais, termotolerantes e estreptococos fecais do que as amostras provenientes dos furos. Nos poços analisados, a qualidade da água melhorou de 2004 para 2005, voltando a diminuir em 2006. Nos furos, a quantificação de coliformes totais, termotolerantes e estreptococos fecais conduziu, na maior parte dos casos, a valores de NMP inferiores a 2/100 mL. De acordo com a legislação vigente, a água destes poços e furos pode ser utilizada para rega. No entanto, a futura utilização de alguma destas fontes para aproveitamento para consumo humano deve ser devidamente ponderada face à necessidade de um posterior tratamento. Por outro lado, no caso de se ponderar o aproveitamento de água para consumo será necessário ter em consideração a delimitação de perímetros de protecção das captações definidos pelo Decreto-Lei n.º 382/99 de 22 de Setembro.

Os resultados obtidos apontam para a necessidade da Instituição aplicar medidas de minimização dos impactes ambientais sobre estes recursos hídricos, nomeadamente tentando melhorar as acções de gestão de resíduos pecuários, adoptando uma utilização racional no solo. A aplicação de adubos azotados deve também ser efectuada de forma racional, com um registo das fertilizações que incorpore um balanço dos principais nutrientes no solo. A adopção de medidas adequadas de gestão da água de rega deve ainda ser efectuada de acordo com o balanço hídrico.





De um modo geral, podemos dizer que a monitorização da qualidade das águas subterrâneas é um instrumento de grande importância, não apenas pela necessidade de conhecer as características físico-químicas e biológicas deste recurso, mas fundamentalmente pelo facto da informação disponibilizada poder ser utilizada como ferramenta de gestão das actividades desenvolvidas no solo, nomeadamente das práticas agrícolas. Contudo, no sentido de comparar facilmente os resultados da qualidade das águas subterrâneas em diversos pontos, seria importante desenvolver um índice de qualidade aceite de um modo global, como existe no caso das águas superficiais (por ex. o índice de classificação do INAG ou o WQI - Water Quality Index).

Agradecimentos

Este trabalho foi efectuado no âmbito do projecto LIFE03 ENV/P/000501 “Environmental Management and Audit Scheme Implementation at a complex school – EMAS@SCHOOL” do programa LIFE Ambiente da União Europeia.

Bibliografia

- APHA, AWWA, WEF – *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20ª ed., Washington DC (USA), American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, 1998.
- BROERS, H. P. – “The spatial distribution of groundwater age for different geohydrological situations in the Netherlands: implications for groundwater quality monitoring at the regional scale”. *Journal of Hydrology*, 299, 2004, pp. 84 – 106.
- CAUSAPE, J.; ARAGUES, R. – “Groundwater quality in CR-V irrigation district (Bardenas I, Spain): Alternative scenarios to reduce off-site salt and nitrate contamination”. *Journal of Agricultural Water Management*, 84, 2006, pp. 281- 289.
- Decreto-Lei n.º 236/98, Diário da República, Série A, n.º176 (98-08-01), pp. 3696-3715.
- Decreto-Lei n.º 382/99 de 22 de Setembro, Diário da República, Série A, n.º222 (1999-09-22), pp. 6623-6627.
- Decreto-Lei n.º 243/01, Diário da República, Série A, n.º206 (2001-09-05), pp. 5760-5762.
- INSTITUTO PORTUGUÊS DA QUALIDADE – Norma Portuguesa NP 2164 – “Microbiologia alimentar. Regras gerais para pesquisa de bactérias coliformes”, 1983.
- LAPWORTH, D.J.; GOODDY, D.C. – “Source and persistence of pesticides in a semi-confined chalk aquifer of southeast England”. *Journal Environmental Pollution*, 144, 2006, pp. 1031 – 1044.
- MENDES, B.; OLIVEIRA, J. – *Qualidade da água para consumo humano*. Lisboa (Portugal), Lidel, 2004.
- ONORATI, G. et al. – “Groundwater quality monitoring in Italy for the implementation of the EU water framework directive”. *Journal Physics and Chemistry of the Earth*, 31, 2006, pp. 1004 – 1014.
- RASULA, G.; RASULA, M. – “Groundwater quality monitoring system in zones of infrastructure facilities”. *Journal of Engineering Geology*, 60, 2001, pp. 351 – 360.
- STIGTER, T.Y.; RIBEIRO, L.; DILL, A.M.M. – “Application of a groundwater quality index as an assessment and communication tool in agro-environmental policies – Two Portuguese case studies”. *Journal of Hydrology*, 327, 2006, pp.578– 591.

